ARTICULATA 1993 8(2): 39 - 62 ÖKOLOGIE

Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl

Matthias Buchweitz

Abstract

In 1991 the ecology of *Psophus stridulus* was examined in a juniper heath on the Swabian Alb (South Germany, Baden-Württemberg). A detailed study was made on the mobility, population structure and habitat requirements of the species by an individual marking method.

Zusammenfassung

Im Jahr 1991 wurden im NSG Haarberg-Wasserberg, einem im oberen Filstal gelegenen Zeugenberg, Untersuchungen zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke *Psophus stridulus* durchgeführt. Durch flächendeckende Kartierung der mit Wacholderheiden bestandenen Probeflächen, in Verbindung mit einem Individualmarkierungssystem, wurden Mobilität, Populationsstruktur und Habitatbindung dieser Feldheuschrecke untersucht.

Auf den drei Hauptprobeflächen wurden insgesamt 760 Tiere - 451 ♂ und 309 ♀ - markiert. Im Verlauf der Untersuchungen wurden 1860 Tiere gefangen bzw. beobachtet, davon 1203 ♂ und 657 ♀. 71 % der markierten ♂♂ bzw. 59 % der markierten ♀♀ wurden wiedergefangen.
Das Wanderpotential der Geschlechter ist äußerst unterschiedlich. Während die ♂♂ zwischen isoliert liegenden, z.B. durch ausgedehnte Laubwaldgürtel getrennte Probeflächen (im folgenden mit PF abgekürzt) wanderten, wurden bei den keine Ab-/ Auswanderungen von den PF registriert. Die zwischen zwei PF maximal zurückgelegte Wanderstrecke betrug bei den ♂♂ 700 m. Innerhalb der PF wurden maximal 350 m zurückgelegt. Bei den ♀♀ betrug die maximal gemessene Wanderstrecke 81 m.

Trotz des hohen Wanderpotentials (es wurden Nonstop-Flüge von bis zu 130 m beobachtet) sind auch die ♂♂ weitgehend standortstreu. Das vorhandene Wanderpotential wird nur in geringem Umfang genutzt. Der Anteil, der zwischen den PF gewanderten ♂♂ liegt unter 0,5 %. Zwar ist durch die wandernden ♂♂ eine genetische Isolierung der PF ausgeschlossen, Wieder- oder Neubesiedelungen

über Barrieren hinweg sind - nach den vorliegenden Ergebnissen - durch das äußerst geringe Wandervermögen der ♀♀ unwahrscheinlich.

Die geschätzten Populationsgrößen (auf der Basis der Summenkurvenendwerte) der drei Probeflächen weisen signifikante Unterschiede auf. Die größte Population wurde mit etwa 450 Tieren auf der kleinsten PF (1: 4500 m^2) ermittelt. Die maximale Abundanz beträgt 95,7 (LINCOLN-Schätzung) bzw. 38,8 (gefangene) Ind./1000 m^2 (22.08.1991).
Die Tiere sind auf den untersuchten PF kumular verteilt. Zwar konnten keine deutlich signifikanten Korrelationen zwischen einzelnen Strukturparametern und der Verteilung herausgefunden werden, doch scheinen homogen strukturierte Bereiche mit überwiegend niederwüchsiger (bis 10 cm) bzw. mittlerer Vegetationshöhe und geringem Gebüschanteil deutlich bevorzugt zu werden. Weitestgehend gemieden werden stark versaumte und verfilzte Bereiche mit einem hohen Anteil höherwüchsiger Vegetation bzw. Gebüsche.

Die Ergebnisse bilden die Grundlage für ein 'Einzelartenschutzkonzept *Psophus stridulus*'.

Einleitung

Im Rahmen von Pflege- und Entwicklungskonzepten bzw. Planungsvorhaben werden zunehmend orthopterologische Gesichtspunkte berücksichtigt. Der Mangel an 'harten' ökologischen Daten zu einzelnen Arten, z.B. zu den elementaren Themen Ausbreitungs- und Neubesiedelungsverhalten, Populationsökologie und Habitatbindung, ist z.T erheblich und bereitet bei der Formulierung von Empfehlungen und Pflegemaßnahmen Schwierigkeiten. Unter den Faktoren, die die Verbreitung bzw. das Vorkommen von Tierarten beschränken, d.h. zu Minimalfaktoren werden, ist die zunehmende Verinselung und Verkleinerung der Habitate eines der gravierenden Probleme, wie das Beispiel der Heiden im Lkr. Göppingen zeigt. Aufgabe der Bewirtschaftung, Sukzession oder Aufforstung führten zu einem Rückgang der Heideflächen um 70(!)% (seit 1900) davon 50 % zwischen 1960 und 1980 (MATTERN et al. 1980). Der Rückgang hat eine extreme Verinselung der verbliebenen Wacholderheiden zur Folge. Langfristig können Arten auf den Inseln nur dann Überleben, wenn die Populationen in sich stabil sind, d.h. die innerhalb der normalen Populationsschwankungen erreichbaren unteren Grenzen nicht zum Aussterben führen. Als einen der zentralen Punkte in der Überlebensstrategie der Arten beschreibt REICH (1991) deshalb, das Ausbreitungs- und Neubesiedelungsverhalten.

Untersuchungsobjekt - *Psophus stridulus*

Im Mittelpunkt dieser Arbeit steht die Rotflügelige Schnarrschrecke *Psophus stridulus*, die aufgrund ihrer offensichtlich engen Habitatbindung, ihrer Gefährdung und ihrer Naturschutzrelevanz als Zeiger- bzw. wertgebende Art im Sinne von HERMANN (1992) fungieren kann. Parallel zu den dargestellten Untersuchungen wurden von WALTER (1992) ähnliche Fragestellungen an *Platycleis albopunctata* untersucht.

Nach HARZ (1960) ist *Psophus stridulus* in Europa und Asien weit verbreitet. Mit Ausnahme des Saarlandes sind aus ganz Deutschland Funde bekannt (HARZ 1960, KÖHLER 1988), wobei sie in vielen Bundesländern inzwischen als ausgestorben bzw. verschollen gilt. Ausgedehnte Bestände finden sich z.B. in einigen Alpenflußtälern (Lech, Isar) im Schwarzwald, der Schwäbischen und der Fränkischen Alb und dem Mittleren Saaletal (DETZEL 1991, FISCHER 1950, KÖHLER 1987b, OSCHMANN 1969, SCHIEMENZ 1966).

In Baden-Württemberg ist die Rotflügelige Schnarrschrecke auf die montane bis subalpine Stufe beschränkt. Während im Schwarzwald in erster Linie hochgelegene Extensivweiden, Borstgrasrasen und Moränenschutthänge bevorzugt werden, besiedelt sie auf der Schwäbischen Alb ausschließlich flachgründige, sonnenexponierte, z.T. intensiv schafbeweidete Wacholderheiden und Geröllhalden (DETZEL 1991). Auch in Baden-Württemberg zeigt *Psophus stridulus* starke Rückgangstendenzen. Hauptursache ist die Zerstörung der besiedelten Habitate, die durch direkte Prozesse (z.B. Aufforstung) oder durch schleichende Veränderung der Biotopstruktur, z.B. durch Verbuschung infolge Aufgabe der Schafbeweidung verursacht sein kann (DETZEL 1991).

Offensichtlich sind es die drei Faktoren Insolation, Trockenheit und Inklination, die für das Vorkommen von *Psophus stridulus* von entscheidender Bedeutung sind. Nach HEMPEL & SCHIEMENZ (1963) stellen Inklination und Insolationsintensität[1] die wichtigsten Faktoren für die Zusammensetzung der Trockenrasenheuschreckenfauna dar.

Untersuchungsgebiet

Das NSG Haarberg-Wasserberg ist ein ca. 10 km südöstlich der Kreisstadt Göppingen und nördlich der Gemeinde Reichenbach im Täle gelegener Zeugenberg, der zur Filsalb, einem Teil der Mittleren Kuppenalb, gerechnet wird (Abb. 1). Mit einer Meereshöhe von 590 bis 746 m ü. NN hebt sich das Gebiet deutlich aus dem gut 100 m tiefer gelegenen oberen Filstal heraus. Im Untersuchungsgebiet dominieren die verschiedenen Weißjuraschichten (beta, gamma, delta, MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1955). Die südexponierten Steilhänge tragen trockene, flachgründige Rendzinen mit parkartigen Wacholderheiden.

---

[1] Insolation: Sonneneinstrahlung

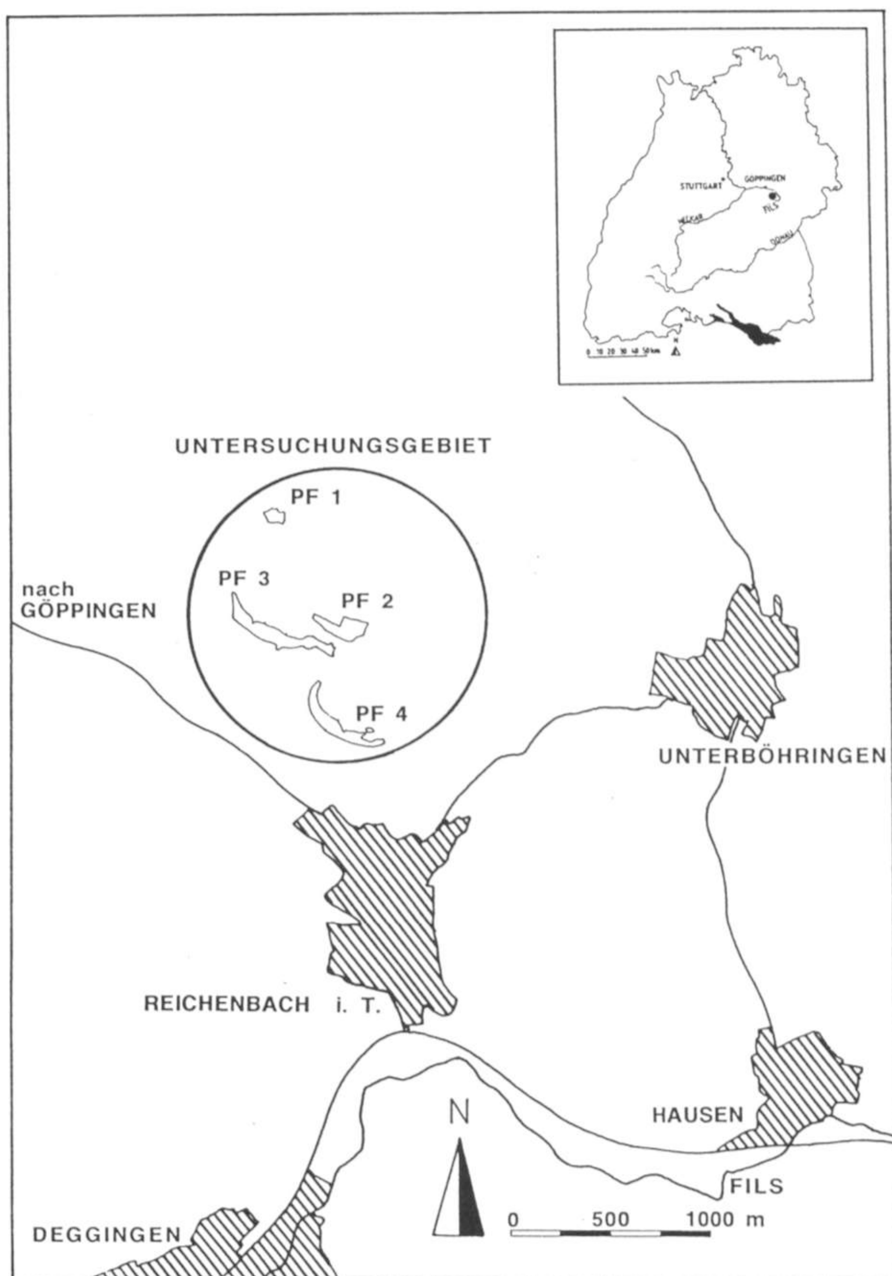


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets in Baden-Württemberg und im oberen Filstal

Dominierende Vegetationseinheit der wenigen beweideten Heiden ist ein teilweise wechseltrockener Enzian - Schillergras - Halbtrockenrasen (*Gentiano-Koelerietum*, DÖLER 1991). Durch den Rückgang der Schafbeweidung und die einsetzende Kiefern- oder Fichtenaufforstung in den 50er und 60er Jahren entstand ein Mosaik aus isoliert liegenden Wacholderheidenresten unterschiedlicher Sukzessionsstadien zwischen denen ausgedehnte Waldflächen liegen.

Methodik

Die insgesamt 4 Probeflächen (PF) unterscheiden sich gravierend in Flächengröße, Ausdehnung, Bewirtschaftungsgeschichte und Verbuschungsintensität. PF 1, 2 und 4 wurden auf Wanderungen zwischen und innerhalb der PF untersucht. PF 3 wurde lediglich auf Zwischenflächenwanderer kontrolliert. Zur besseren Lokalisation der Tiere wurden PF 1, 2 und 4 mit einem Rastersystem überzogen. Hierfür wurde in einem Abstand von 10 m in N-S- sowie in O-W Richtung Holzpflöcke ausgebracht und beschriftet. Im Gelände wurde dieses Quadratsystem durch optische Viertelung der Rasterfelder in Quadranten verfeinert. Die Aussageschärfe ist auf ein 5x5 m System erhöht; die kleinste meßbare Wanderstrecke beträgt somit 5 m. Die Rasterfelder der gesamten PF wurden schleifenförmig abgegangen und nach Heuschrecken durchsucht.
Die unmarkierten Tiere wurden gefangen und mit Hilfe eines speziellen Individualmarkierungssystems gekennzeichnet. Eine detailierte Beschreibung der Markierungsmethode mit einer ausführlichen Analyse findet sich in der Arbeit von BUCHWEITZ & WALTER (1992).
Auf Rasterfeldbasis wurde eine Strukturkartierung durchgeführt, bei der der prozentuale Anteil der relevanten Strukturparameter (offene Bodenstellen, Vegetation bis 10/30/50 cm, Gebüsche usw.) je Rasterfeld (im Normalfall 10 x 10 m) geschätzt wurde.

Vergesellschaftungsverhältnisse auf den Probeflächen

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 21 Heuschreckenarten nachgewiesen, davon sechs Arten, die in der Roten Liste Baden Württemberg (DETZEL 1991) als "gefährdet" (A.3) eingestuft sind. Zwischen den untersuchten PF bestehen vor allem bei den Rote-Liste Arten erhebliche Unterschiede. Eine genaue Übersicht liefert Tabelle 1.
Das Faunenspektrum ist durch eine Vielzahl xero-/meso-thermophiler Heuschreckenarten gekennzeichnet. Darunter sind einige Arten, die auf Halbtrockenrasen bzw. Wacholderheiden der Schwäbischen Alb weit verbreitet sind. Typischer Vertreter dieser Gruppe ist der Heidegrashüpfer (*Stenobothrus lineatus*). Doch auch Feldgrille (*Gryllus campestris*), Langfühler-Dornschrecke (*Tetrix tenuicornis*) und Nachtigall-Grashüpfer (*Chorthippus biguttulus*) treten häufig auf.

Tab. 1: Heuschreckenfauna der untersuchten PF im Vergleich

Probefläche	1	2	4	3	Gesamt	RL[1]
Ensifera						
Isophya kraussi	x	-	-	-	x	3
Barbitistes serricauda	x	-	-	-	x	3
Tettigonia viridissima	x	x	x	x	x	-
Tettigonia cantans	x	x	x	x	x	-
Decticus verrucivorus	x	-	-	-	x	3
Platycleis albopunctata	x	x	x	x	x	3
Metrioptera roeseli	-	-	x	-	x	-
Metrioptera brachyptera	x	-	-	-	x	-
Pholidoptera griseoaptera	x	x	x	x	x	-
Gryllus campestris	x	x	x	x	x	-
Nemobius sylvestris	x	x	x	x	x	-
Caelifera						
Tetrix subulata	-	-	x	-	x	-
Tetrix tenuicornis	-	x	x	x	x	-
Tetrix bipunctata	x	x	x	x	x	3
Psophus stridulus	x	x	x	x	x	3
Chrysochraon brachyptera	x	x	x	x	x	-
Stenobothrus lineatus	x	x	x	x	x	-
Gomphocerus rufus	x	x	x	x	x	-
Chorthippus biguttulus	x	x	x	-	x	-
Chorthippus brunneus	x	x	-	-	x	-
Chorthippus parallelus	-	x	x	-	x	-
Artenzahl	17	15	16	13	21	
Rote-Liste-Arten	6	3	3	3	6	

Eine enge Bindung an extensiv genutzte Halbtrockenrasen weisen die sechs Rote Liste Arten auf. Während die Westliche Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*), die Rotflügelige Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) und die Zweipunkt-Dornschrecke (*Tetrix bipunctata*) als geophile Bodenbewohner niederwüchsiger Bereiche mit z.T lückiger Vegetation bevorzugen, sind die Laubholz-Säbelschrecke (*Barbitistes serricauda*) und die Krauss'sche Plumpschrecke (*Isophya kraussi*) als Repräsentanten thermophiler Saum- bzw. Staudengesellschaften einzustufen. Der Warzenbeißer (*Decticus verrucivorus*) war insgesamt nur in drei Exemplaren nachzuweisen

[1] RL = Rote Liste Baden-Württemberg (DETZEL 1992)

Wanderverhalten

Wanderungen zwischen den Probeflächen - Barriereeffekte

Heuschreckenuntersuchungen zu diesem Themenkomplex fehlen bislang weitgehend. Lediglich die Arbeiten von REICH (1991) und RIETZE & RECK (1991) behandeln diese Fragestellung in ausführlicher Form.

Zwischen ♀ und ♂ bestehen ausgeprägte Unterschiede in Bau und Form der Flügel, im Körpergewicht und im Flugvermögen. Während die ♂ macroptere Flügel besitzen und aktive Flieger sind, die ohne Probleme Strecken von bis zu 130 m zurücklegen können, sind die ♀ mit ihren brachypteren Flügeln nicht flugfähig (bei Fluchtreaktion Sprungflug von max.l 0,5 m).

Mindestens drei Tiere sind zwischen den untersuchten PF gewandert (Abb. 2). Bei allen drei Tieren handelte es sich um ♂. Die Anzahl der Zwischenflächenwanderer an den Wiederfängen entspricht etwa 0,5 %. Darüberhinaus wurden zwei Tiere - ebenfalls ♂ - beobachtet, die zwischen, durch Gebüsch- und Baumgruppen weitgehend getrennten, Teilflächen derselben Probefläche gewandert sind (Abb. 2).

Weibliche Wanderer zwischen den PF bzw. zwischen Teilflächen wurden nicht beobachtet.

Tab. 2: Wanderer zwischen den PF bzw. zwischen isoliert liegenden Teilflächen derselben PF; Mä: Männchen, LW: Laubwald; SH: Schutthalde (siehe Abb. 2)

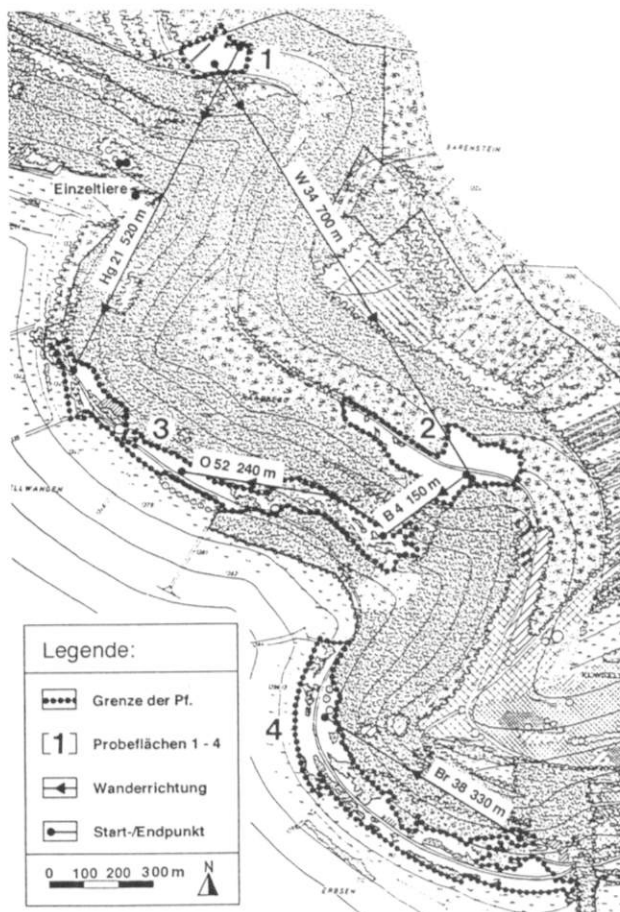
Tier/Geschlecht	Zeitraum	Höhendifferenz	Ort	Strecke	Barriere
W 34 / Mä	20 Tage	705→ 695 m	PF1→ PF2	700 m	LW
G 21 / Mä	18 Tage	720→ 600 m	PF1→ PF3	520 m	LW
B 4 / Mä	15 Tage	690→ 630 m	PF2→ PF3	150 m	LW,SH
O 52 / Mä	37 Tage	635→ 605 m	PF3→ PF3	240 m	LW
BR 38 / Mä	20 Tage	615→ 595 m	PF4→ PF4	330 m	LW

Wanderungen innerhalb der Probeflächen

Mit Werten von 81,4 m (PF 1) für die ♀♀ bzw. 350,1 m (PF 4) für die ♂♂ bestätigt die Analyse der maximalen Wanderleistung innerhalb der Probeflächen das geringe Wanderpotential der ♀♀ einerseits bzw. das hohe Wanderpotential der ♂♂ andererseits.

Die Frage, welche maximale Distanz von einem Tier innerhalb eines minimalen Zeitraums überbrückt werden kann, ist für die Dokumentation des Wanderpotentials von besonderer Bedeutung. Trotzdem ist sie zur Klärung der Frage nach der Mobilität einer Tierart allein nicht ausreichend. Inwieweit dieses Potential tatsächlich genutzt wird, kann die Analyse der Einzelwanderstrecken erklären helfen.

Hierfür wurden die Aufenthaltsorte zu den jeweiligen Begehungszeitpunkten miteinander verglichen, die Distanzen zwischen diesen Orten über den Satz des Pythagoras errechnet und zu Klassen gruppiert.



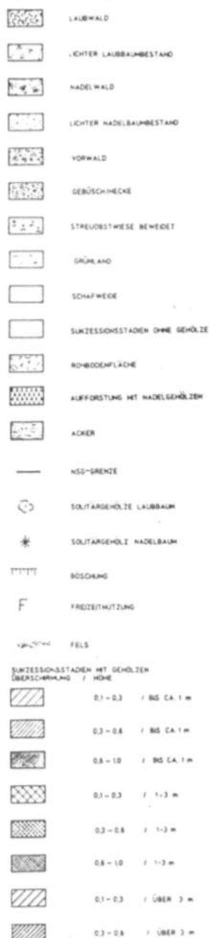


Abb. 2: Wanderer zwischen den Probeflächen bzw. Probeflächenteilen

Abb. 3 zeigt die Einzelwanderstrecken der ♂ und ♀. Die zusammenfassende Betrachtung der Einzelwanderstrecken der PF 1, 2 und 4 zeigt, daß sowohl die ♀ als auch die ♂ einen deutlichen Schwerpunkt bei den kurzen Einzelwanderstrecken haben, unabhängig von der Ausdehnung der PF. Ca. 80 % der Einzelwanderstrecken der ♀ liegen in einem Bereich zwischen 0 und 29 m. Bei den ♂ ergibt sich eine Quote von ca. 60 % im Bereich zwischen 0 - 29 m.

Die aus den registrierten Fundpunkten verschiedener Begehungen berechneten Strecken stellen lediglich winzige Momentaufnahmen im Leben einer Feldheuschrecke dar. Dazu kommen methodenbedingte Artefakte: die zurückgelegte Strecke korreliert in gewisser Weise mit der Zeit zwischen zwei Begehungen. Außerdem werden manche Tiere ein- oder mehrmals übersehen, d.h. die Dauer zwischen zwei Wiederfunden und damit die potentiell bewältigbare Strecke wird größer. Darüber hinaus führen Fluchtreaktionen infolge Störungen durch die Bearbeiter zusätzlich zu Unschärfen. Diese Punkte müssen bei der Interpretation der Daten bedacht werden. Es bleibt festzuhalten, daß die Männchen trotz offensichtlich hohem Mobilitätspotential nur einen Bruchteil tatsächlich nutzten. Inwieweit äußere Zwänge für die Inanspruchnahme des Potentials eine Rolle spielen, bleibt unklar.

Populationsstruktur und Populationsentwicklung

In den letzten Jahren wurden vermehrt Untersuchungen zur Populationsökologie verschiedener Feldheuschrecken durchgeführt (z.B. KÖHLER 1987a, KÖHLER & BRODHUN 1987, KRIEGBAUM 1988, 1989, REICH 1991). Den genannten Untersuchungen liegen immer Ergebnisse aus mehreren Jahren zugrunde, da die Aussagekraft aufgrund der enormen Schwankungen der Populationsstrukur nur durch mehrjährige Studien gewährleistet werden kann. Im Rahmen der hier vorgestellten - einjährigen - Untersuchungen wurden trotz der oben genannten Probleme, Studien durchgeführt.

Erfassungsgrad, Wiederfangquote und Wiederfundhäufigkeit

Im Verlauf der Untersuchungen wurden insgesamt 1860 Tiere gefangen bzw. registriert. In Abb. 4 wird die Summe der markierten Tiere nach PF getrennt bilanziert. Dabei fällt auf, daß die drei PF unterschiedlich stark besiedelt sind. Berücksichtigt man die unterschiedlichen Flächengrößen wird dieser Unterschied noch augenscheinlicher, da z.B. PF 1 mit der geringsten Flächengröße die mit Abstand größte Population aufweist.

Die Aussageschärfe der meisten im Rahmen dieser Untersuchungen gewonnenen Ergebnisse ist unmittelbar mit der Wiederfangquote, d.h. mit der Anzahl der wiedergefangenen im Verhältnis zu den zuvor markierten Tieren verknüpft. Je höher diese Quote, desto höher ist die Aussagegenauigkeit der Untersuchungsergebnisse.

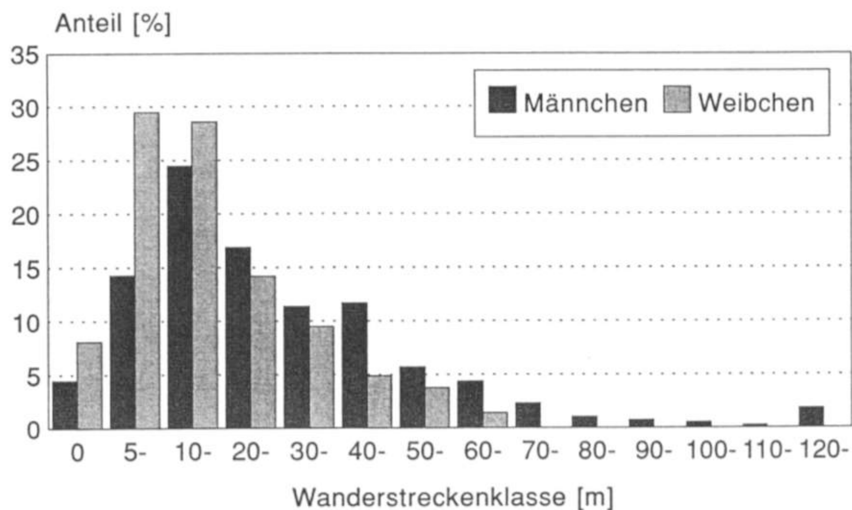


Abb. 3: Einzelwanderstrecken; Geschlechtervergleich über die PF 1, 2 und 4

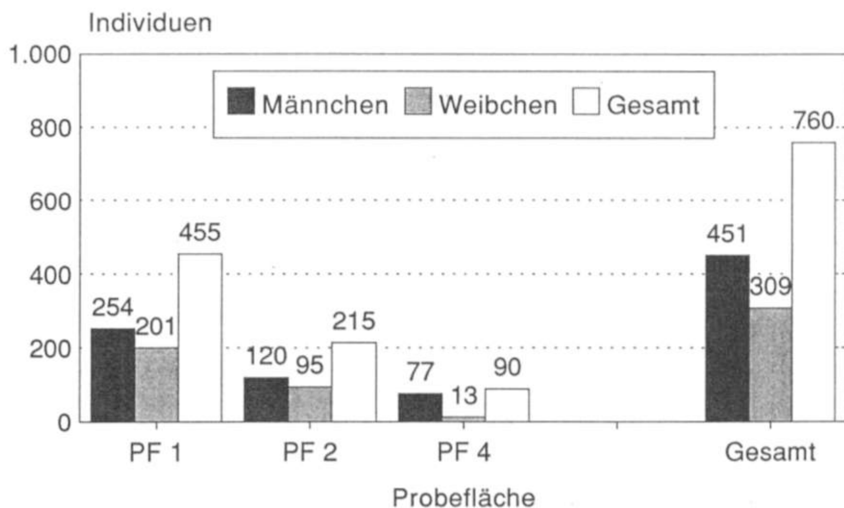


Abb. 4: Summe der markierten Individuen; Probeflächenvergleich

Abb. 5 zeigt den Anteil der Wiederfunde im Verhältnis zur Anzahl der markierten Individuen (Wiederfangquote). Ein Tier ist danach als Wiederfund gewertet worden, wenn es im Rahmen der 11 (PF 1) bzw. 8 Begehungen (PF 2 & 4) mindestens einmal erneut gefangen wurde.
Mit etwa 70 % bei den ♂ und etwa 60 % bei den ♀ sind die im Rahmen der vorgestellten Untersuchungen gewonnenen Werte außerordentlich gut (vgl. REICH 1991, WALTER 1992). Es zeigt sich, daß die Wiederfangquote der Weibchen etwas geringer ist, als die der Männchen, was vermutlich auf die 'verstecktere' Lebensweise der Weibchen zurückzuführen ist.

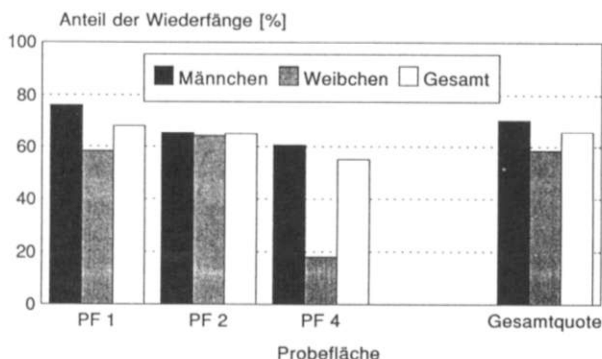


Abb. 5: Wiederfangquote; Probeflächenvergleich

Bestimmung der Populationsgröße

a) Lincoln-Schätzung

Es gibt verschiedene Methoden die Größe einer Tierpopulation zu schätzen. Eine Übersicht gibt BEGON (1979). Eine der einfachsten Möglichkeiten ist der sogenannte PETERSEN- oder LINCOLN-Index, bei dem die Tiere einmal markiert und einmal wiedergefangen werden (MÜHLENBERG 1989).
Zur Abschätzung der Populationsgröße (mittels LINCOLN-Index) wurde Probefläche 1 innerhalb kurzer Zeit zweimal hintereinander, i. d. Regel an zwei aufeinanderfolgenden Tagen, untersucht (Anfang August dreimal !). Die ersten Imagines erschienen am 06/07.08. Innerhalb einer kurzen Phase von etwa zwei Wochen fand eine rasante Populationsentwicklung bis zum Maximalwert von 440 Individuen statt (Abb. 6). Danach nahm die Populationsgröße wieder ab, wobei sie bis Mitte Oktober auf etwa ein Viertel des Maximalwertes schrumpfte. Die geringen Standardabweichungen unterstreichen die Tauglichkeit der angewandten Methoden, wodurch die Aussageschärfe dieser Schätzung erhöht wird.

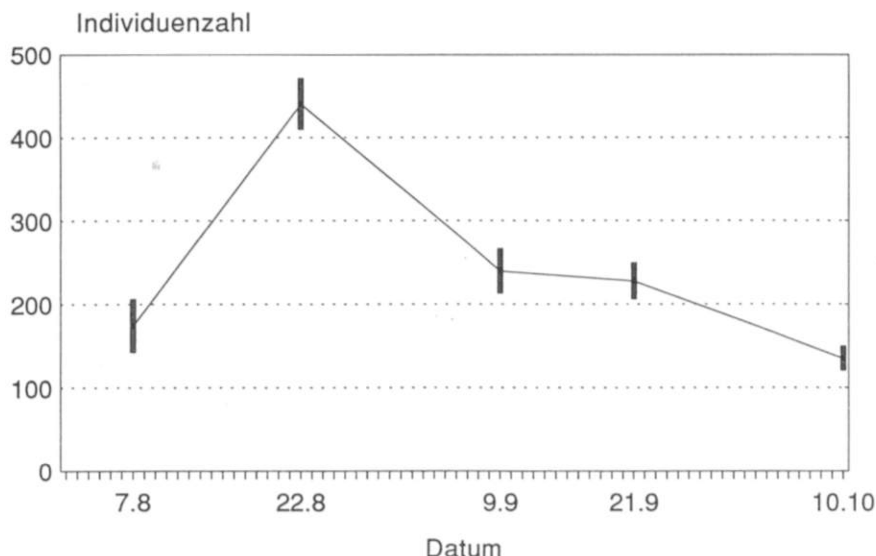


Abb. 6: Populationsgrößenschätzung nach Lincoln

b) Summenkurven

Zur Darstellung der Markierungsentwicklung wurde die Anzahl der an einem Fangtag markierten Individuen, zu der Anzahl der bisher markierten Tiere addiert. Einen Überblick über den Verlauf dieser "Summenkurven" der PF 1 bzw. der verschiedenen PF zeigen Abb. 7 und 8. Je flacher die Kurven auslaufen, desto geringer ist die Anzahl der Tiere, die am Ende noch unmarkiert aufgefunden wurden.

Interessant ist ein Vergleich der über den LINCOLN-Index errechneten 'geschätzten' Populationsgröße (Maximalwert Abb 6) und der mit Hilfe der Summenkurve ermittelten "Populationsgröße" der PF 1. Obwohl die Bezugsgrundlagen verschieden sind - die errechneten LINCOLN-Werte stellen Momentaufnahmen dar, die Summenkurvenendwerte sind durch aufsummieren über einen bestimmten Zeitraum entstanden - geben sie beide über das gleiche Phänomen - die Populationsgröße - Auskunft. Während der Maximalwert der LINCOLN-Populationsgrößenberechnung bei 440 Individuen liegt, ergibt sich aus der Summenkurve ein "tatsächlicher" Wert von 453 markierten Individuen. Die verhältnismäßig hohe Übereinstimmung beider Werte unterstützt die vielseitige Verwendbarkeit der angewandten Markierungsmethode.

Die Endpunkte der Kurven geben einen groben Anhaltspunkt über die Größe der Population. Trotz der Einschränkung, daß während der Untersuchung einige Tiere übersehen und im Rahmen dieser Bilanz nicht erfaßt wurden, können die Summenkurven zumindest über die Größenordnung der vorhandenen Population Auskunft geben.

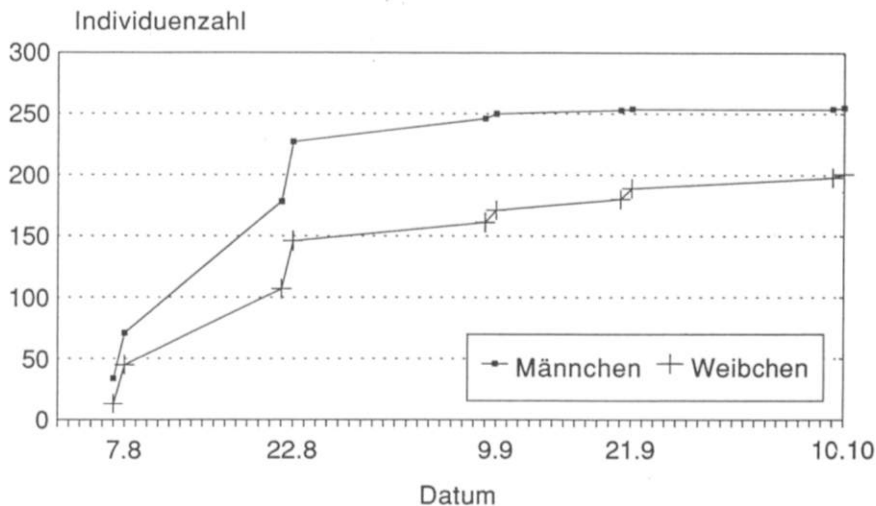


Abb. 7: Kummulative Summenkurve ♂ / ♀

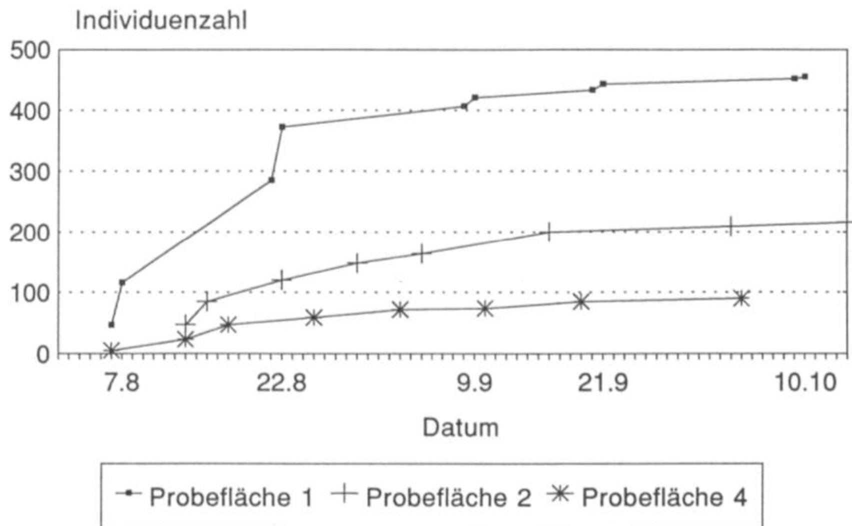


Abb. 8: Kumulative Summenkurve Probefläche 1; 2; 4

Populationsgröße und Abundanz

Die mit Abstand größte (Teil-)Population wurde auf PF 1 registriert. Um den unterschiedlich ermittelten Zahlen Rechnung zu tragen, wird für die Abundanz ein Intervall angegeben. Die maximale Abundanz wurde am 22.08. auf PF 1 gemessen:

1. Über LINCOLN-Index (440 Ind., geschätzt) 95,7 Ind./1000 m^2
2. Gefangene (143 Ind., 'tatsächlich' gefangene) 31,2 Ind./1000 m^2

Die maximale Abundanz liegt damit an der oberen Grenze vergleichbarer Untersuchungen an anderen mitteleuropäischen Oedipodinen, wobei die Werte aufgrund unterschiedlicher Erfassungsmethoden / -genauigkeit nur bedingt vergleichbar sind:

Oedipoda germanica	2,5-40 Ind./1000 m^2	(HESS & RITSCHEL 1989)
Oedipoda caerulescens	10-50 Ind./1000 m^2	(HORN 1980)§§
Oedipoda caerulescens	ca. 86 Ind./1000 m^2	(MERKEL 1979)§§
Psophus stridulus	31,2-95,7 Ind./1000 m^2	(BUCHWEITZ 1992)

Die Abundanzunterschiede in relativ gleichförmigen Habitaten sind Untersuchungen von RICHARDS & WALOFF (1954) zufolge, oftmals minimalen, mosaikartig verteilten Habitatunregelmäßigkeiten (Relief, Neigung, Exposition, Raumstruktur) zuzuschreiben. Die Ergebnisse verdeutlichen wie komplex populationsdynamische Prozesse verlaufen.

Habitatschwerpunkte - Verteilung innerhalb der Flächen

Die Ermittlung der für eine Tierart lebensnotwendigen Habitatbausteine gehört zu den schwierigsten Fragestellungen in der Ökologie. Grundsätzlich sind verschiedene Ansätze zur Lösung dieser Frage denkbar, die in der Literatur ausführlich beschrieben sind (z.B. SÄNGER 1977, ILLICH & WINDING 1989, TAUSCHER 1982, JÜRGENS & REHDING 1991, KIECHLE 1991, REICH 1991).
In der vorliegenden Arbeit wurde zur Klärung der Frage nach den Habitatpräferenzen das für die Ermittlung der Mobilität wichtige Instrumentarium lediglich geringfügig erweitert. Somit ist die Analyse der gesammelten Daten vorgegeben (z.B. Strukturanalyse auf Rasterfeldebene), woraus sich gewisse Mängel bzw. Unschärfen ableiten lassen.

Verteilung innerhalb der Flächen - attraktivste Rasterfelder bilanziert nach Fangsummen

Im Verlauf der einzelnen Beprobungen wurde eine unterschiedliche Zahl von Tieren auf den PF gefangen. Trennt man die Beprobungen nach Rasterfeldern und summiert die Einzeltermine auf, so ergibt sich ein "Dichtemuster", d.h. eine unterschiedliche Mengenverteilung auf den verschiedenen Rasterfeldern über die Zeit. Die unterschiedliche Besiedelungsdichte kann dabei ein Maß für die Attraktivität einzelner Rasterfelder sein.

PF 2

Auf PF 2 gibt es ausgedehnte Bereiche, die nicht besiedelt sind (Abb. 9). Im Jahresverlauf werden von den ♂♂ und ♀♀ folgende Flächenanteile besiedelt:

Geschlecht	Gesamtfläche	besiedelte Fläche	Anteil
Männchen	13490 m^2	6740 m^2	50,0 %
Weibchen	13490 m^2	6000 m^2	44,5 %

Nicht besiedelt wurden beispielsweise der im Schattenwurf eines Waldes gelegene kühl-feuchtere Bereich mit geringerer Insolation im westlichen Teil der PF. Verbreitungslücken in anderen Bereichen der Probefläche erklären sich in erster Linie durch Strukturdefizite. In diesen Bereichen dominieren Liguster, Hartriegel und hochwüchsige Gräser wie z.B. Fiederzwencke.

Nicht nur der Anteil der besiedelten Fläche sondern auch die Besiedelungsdichte ist als Maß für die Attraktivität d.h. die Habitatbindung geeignet. Die Verteilung der Tiere im Biotop ist keineswegs gleichförmig sondern kumular, wie auch KÖHLER & BRODHUN (1987) ermittelten. Die Anziehungskraft der Mikrohabitate kann dabei im Jahresverlauf - sowohl zwischen den verschiedenen Entwicklungsstadien, als auch während der Imaginalphase - variieren (TAUSCHER 1982).

Besiedelungskontinuität der Rasterfelder im Jahresverlauf

Neben der Aufsummierung der Einzelwerte gibt es noch weitere Möglichkeiten, die Attraktivität der Rasterfelder im Jahresverlauf zu ermitteln.

Die Anziehungskraft der Rasterfelder auf die Art ist über das Jahr hinweg keineswegs konstant. Veränderungen in der Biotopstruktur der Rasterfelder sowie in den Biotopansprüchen der Tierart können als Erklärung dienen. Bilanziert man die Rasterfelder bezüglich ihrer Besiedelungskontinuität, so ergeben sich deutliche Unterschiede. Ein Rasterfeld mit einer hohen Besiedelungskontinuität (Tiere wurden bei jeder bzw. vielen Begehungen registriert oder beobachtet) muß während der gesamten Heuschreckenaktivitätsphase zufriedenstellende Strukturbedingungen aufweisen. Mit Hilfe dieser Rasterfelder und der Auswertung der gegebenen Strukturverhältnisse können Hinweise und Anhaltspunkte für die bevorzugte Habitatstruktur gewonnen werden.

Dies sagt allerdings nichts über die lebenswichtigen Habitatbausteine einer Tierart aus. Möglicherweise gibt es einen für die Art elementaren Habitatbaustein, der aber nur während eines extrem kurzen Lebensabschnittes von Bedeutung ist. Dieser Habitatbaustein kann zu den, während der längsten Zeit des Jahres wichtigen, Biotopanforderungen durchaus in Widerspruch stehen. Beispielhaft seien hierfür bestimmte Eiablageorte, Balz- oder Paarungsplätze genannt.

Im vorliegenden Beispiel ist eine hohe Übereinstimmung der am dichtesten besiedelten mit den kontinuierlich besiedelten Rasterfeldern zu verzeichnen, da durch eine konstante Besiedelung automatisch hohe Individuensummen erreicht werden.

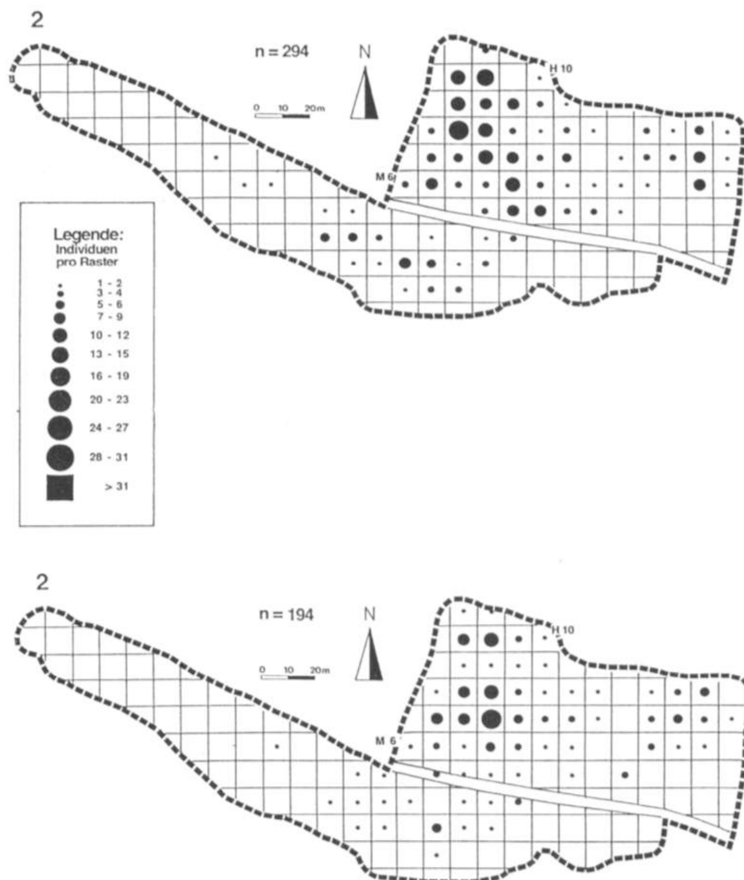


Abb. 9: Aufsummierte Einzelfangzahlen; Jahresgesamtbilanz - Probefläche 2 (oben ♂; unten ♀) 8 Begehungen; n = Anzahl der beobachteten Individuen

Bedeutung der Einzelstrukturparameter - Beschreibung der attraktivsten Rasterfelder

Für eine mathematische Analyse sind verschiedene Ansätze denkbar. Als überaus problematisch für jede mathematische Auswertungsmethode hat sich die unterschiedliche Zahl der besiedelten Rasterfelder und der gefangenen Tiere während der verschiedenen Begehungen erwiesen. Zur besseren Übersichtlichkeit müssen (!) die Strukturparameter zusammengefasst werden. Die Anzahl der Rasterfelder in den verschiedenen Klassen schwankt z.T. erheblich, was bei der mathematischen Auswertung ebenfalls Probleme bereitet.

Aufgrund der Schwierigkeiten die Bedeutung einzelner Strukturparameter im Zusammenhang mit der Besiedelungsintensität mathematisch auszudrücken sowie methodenbedingter Unschärfen (Raster), soll in diesem Kapitel der Zusammenhang zwischen Struktur und Attraktivität in Form einer Beschreibung der Optimal- / Pessimalrasterfelder aufgezeigt werden.

Die attraktivsten Rasterfelder zeichneten sich durch eine homogene Struktur und einem mittleren bis hohen Anteil niederwüchsiger (-10 cm, 20-55 %) sowie mittlerer Vegetation (-30 cm, 20-65 zusammen ca. 75 %) der Rasterfeldfläche einnahmen, aus. Gemieden wurden Bereiche mit hohem Anteil höherer Vegetation (>30 cm, 35-40 %) und größerem Anteil niederwüchsiger Gebüschen (0-50 cm, 20 % und mehr).

Fazit

Offensichtlich werden gleichmäßig strukturierte, nieder- bis mittelwüchsige Bereiche mit geringem Anteil höherwüchsiger Vegetation und wenig offenen Bodenstellen bzw. Büschen bevorzugt. Die Amplitude der Prozentwerte der attraktivsten Rasterfelder ist z.T erheblich, weshalb auf eine abschließende Analyse der Habitatbindung an dieser Stelle verzichtet wird.

Schutzkonzept für die Rotflügelige Schnarrschrecke

Der Flächenbedarf einer Tierpopulation wird bestimmt durch den Raumbedarf der Reproduktionseinheit und der Größe der überlebensfähigen Population.

Während der Raumbedarf der Reproduktionseinheit in erster Linie von den individuell bzw. im Jahresverlauf schwankenden Aktionsraumgrössen und der unterschiedlichen Habitatqualität bestimmt wird, ist die Überlebensfähigkeit der Population überwiegend von Zufallsprozessen (Umweltschwankungen, Katastrophen, ...) abhängig (HOVESTADT et al. 1991).

Die Mindestanforderung (Minimalareal) kann nur an der minimalen Größe einer dauerhaft lebensfähigen Population, der sog. "minimum viable population (MVP)" (MÜHLENBERG 1989) bemessen werden. Für die Gefährdungsgradanalyse ("population vulnerability analysis", kurz PVA) werden für eine bestimmte Tierart Angaben zur Habitatqualität, Flächengröße und Lage der Flächen benötigt.

HOVESTADT et al. (1991) fordern für die praktischen Durchführung einer PVA eine umfangreiche Informationssammlung zum Bestand, zum Raumanspruch, zur Populationsbiologie, zur Habitatqualität und zur zukünftigen Entwicklung der Art. Die Informationssammlung ist in Form eines Fragenkatalogs strukturiert. Viele

diese Fragen - etwa nach der aktuellen Verbreitung, nach dem Aktionsraum, nach dem Populationsaufbau usw. wurden im Rahmen der zugrundeliegenden Diplom-Arbeit des Autors (BUCHWEITZ 1992) umfangreich behandelt. Gleichzeitig müssen viele Fragen, wie z.B. nach der absoluten Populationsgröße (mehrjährig !), der maximal erreichbaren Populationsgröße oder der Dynamik des Habitats unbeantwortet bleiben, da hierfür in vielen Fällen ein mehrjähriger Forschungsansatz notwendig wäre.

Aus diesem Grund kann das hier vorgestellte Einzelartenschutzkonzept lediglich Gedanken und Ideen des oben beschriebenen Ansatzes aufnehmen, abschließende Bewertungen sind allerdings (noch) nicht möglich.

Außerdem sei auf die Probleme, die sich aus einem Einzelartenschutzkonzept ergeben ausdrücklich hingewiesen. " ... Jede Manipulation einer Art (also auch jede auf eine Einzelart bezogene Schutz- / Pflegeempfehlung, der Verfasser) hat unbeabsichtigte negative Effekte auf diese Art oder andere Arten ... " (KAULE 1986).

Mobilität - Biotopverinselung - Biotopverbund

Grundeinheit der ökologischen Vorgänge ist weder das Individuum noch die Art, sondern die Population bzw. die Fortpflanzungsgemeinschaft (REMMERT 1978). Dieses Faktum wird bei vielen Schutzkonzepten nur mangelhaft berücksichtigt. Im Zentrum eines Schutzkonzeptes muß daher die Population inkl. der zugehörigen Teilpopulationen stehen.

Durch das Gleichgewicht zwischen Aussterbe- und Neubesiedelungsvorgängen ihrer Teilpopulationen können Metapopulationen überleben (REICH 1991). Die kritischen Größen sind dabei die Verteilung geeigneter Habitate und die Ausbreitungsdynamik der Art (GILPIN 1987, LANDE 1988 zit. nach REICH 1991).

Die Ausbreitungsdynamik von *Psophus stridulus* muß entgegen ersten Vermutungen als gering eingestuft werden. Von entscheidender Bedeutung ist die Frage nach dem Geschlecht der zwischen den Flächen gewanderten Tieren. Zwar sind die Männchen äußerst flugfähig und zur Überwindung größerer Strecken mit ausgeprägten Barrieren in der Lage, das Mobilitätspotential wird allerdings nur in geringem Umfang genutzt. Allerdings können männliche Wanderer für einen Genaustausch sorgen und auf diese Weise die genetische Isolierung der Teilpopulationen verhindern.

Neubesiedelungen werden nur durch begattete ♀ gewährleistet. Nach den vorliegenden Ergebnissen, besitzen sie nur ein geringes Neubesiedelungspotential. Im Rahmen der Untersuchungen legte kein ♀ Strecken über 82 m zurück. Aufgrund ihrer Flugunfähigkeit werden alle Strecken durchwandert, Barrieren wurden - zumindest im Untersuchungsgebiet - nicht überwunden. Dieser Befund deckt sich weitgehend mit den Beobachtungen von REICH (1991) an *Bryodema tuberculata*, bei der die Flugfähigkeit der ♂ noch ausgeprägter ist, die ♀ aber ebenfalls nur ein geringes Dispersal zeigen. Andere - passive - Verbreitungsmechanismen z.B. über Erdaushub, Mähgut ... sind im Falle von *Psophus stridulus* unbekannt.

Ziel muß daher die Vernetzung / der Verbund der geeigneten / besiedelten Habitate sein. Die Vernetzung ist dabei nicht gleichzusetzen mit der Bildung eines mehr oder weniger selbstständigen Biotopnetzes, sondern setzt das Vorhandensein naturnaher Biotope in ausreichender Flächengröße voraus. Die Vernetzung wird also dem Biotopschutz untergeordnet und nicht gleichgestellt (wie in der Praxis häufig üblich).

Biotopstruktur

Die Frage nach den von *Psophus stridulus* (Imagines) bevorzugten Strukturen, konnte mit Hilfe der angewandten mathematischen Analyse nur unbefriedigend beantwortet werden. Dies könnte an der synergistischen Wirkung der Struktur- und der klimatischen bzw. geomorphologischen Faktoren (bei *Psophus stridulus* vor allem Insolation, Trockenheit und Inklination) oder methodisch bedingt (Rasteranalyse) sein.
Von den Strukturparametern wurden Bereiche mit niederwüchsiger Vegetation, die offenen Bodenstellen und die Homogenität auf ihre Bedeutung hin geprüft. Signifikante Korrelationen ergaben sich nicht, wenngleich sich eine Bevorzugung homogener, niederwüchsiger Bereiche mit einem etwas höheren Anteil offener Bodenstellen andeutete.

Bewirtschaftungshinweise für Psophus stridulus - Biotope der Schwäbischen Alb

Zentrales Ziel muß es sein, die Wacholderheiden in ihren ursprünglichen, d.h. unverbuschten und großflächigen Zustand zu versetzen.
DÖLER (1991) schlägt zur Wiederherstellung der großflächigen Wacholderheiden im NSG Haarberg-Wasserberg weiträumige Rodungen der aufgeforsteten Flächen, mechanische Entbuschungen und langfristig die Beweidung durch Schafe vor. Für viele Tierarten würden diese Maßnahmen eine spürbare Steigerung der Populationsgrößen und damit der Überlebenswahrscheinlichkeit bringen.
Neben der Wiederherstellung großflächiger Heidebereiche ist die Verbindung der Einzelbiotope über linienhafte Vernetzungselemente, sogenannte Korridore, wünschenswert. Über die Struktur der Vernetzungselemente ist bislang wenig bekannt. Nach MADER (1985) sind die Vernetzungselemente art- und tiergruppenspezifisch und müssen sich nach den zu verbindenden Grundstrukturen (großflächige Biotope) richten. Je nach Funktion wird zwischen Lebensraum-, Bewegungs-, Struktur-, Biotop-, und Populationskorridoren unterschieden (HOVESTADT et al. 1991).

Im vorliegenden Fall sind in erster Linie Lebensraumkorridore (Wanderweg und gleichzeitig Lebensraum) anzustreben, die gleichzeitig die Funktionen von Biotop- (zur Verbindung der Lebensräumen), Populations- (Verbindung von Populationen) oder Bewegungskorridoren (dienen lediglich als Wanderweg) erfüllen sollten.

Die Struktur der Vernetzungselemente wird im Falle der Rotflügeligen Schnarrschrecke durch die wandernden Weibchen bestimmt. Obwohl ein Männchen ein 300 m breites Laubwaldstück (maximal überwundene Barriere) überquert hat, müssen (Laub-)Waldabschnitte als Populationsbarrieren (♀ !) gewertet werden.

Eine Verbindungsstruktur könnte etwa so aussehen: Magerer Grassaum / Wiese der mindestens 10 m breit ist (Schätzwert, Randeffekte !) und durch niederwüchsige bis mittelhoher Vegetation und wenigen kleinen Büschen (Versteckmöglichkeiten) gekennzeichnet ist. Der Saum muß stark sonnenexponiert liegen (kein Kälte-, Feuchtigkeitsstau, kein langanhaltender Schattenwurf). Möglicherweise können richtig bewirtschaftete Grasböschungen diese Aufgabe erfüllen, da die mikroklimatischen Anforderungen (bei richtiger Vegetationsstruktur) hier erfüllt sind. Eine experimentelle Überprüfung dieser Vorstellung wäre wünschenswert.
Die Frage nach Beweidung oder Mahd läßt sich abschließend aus der Sicht von *Psophus stridulus* nicht eindeutig beantworten. Sehr wahrscheinlich ist die Bewirtschaftungsart von untergeordneter Bedeutung (siehe auch DETZEL & DÖLER 1990). Dies kann bei anderen Heuschreckenarten durchaus anders sein. So halten JÜRGENS & REHDING (1991) die gezielte Aufnahme der Schafbeweidung, bei allen zu erwartenden Schwierigkeiten, für die einzige Möglichkeit, xerothermophile Arten wie *Calliptamus italicus* und *Oedipoda germanica* (beide in B.-W. vom Aussterben bedroht, DETZEL 1992) am Hohentwiel langfristig zu erhalten.

Während die Bewirtschaftungsart für die Besiedelung durch *Psophus stridulus* von untergeordneter Bedeutung ist, spielt die Bewirtschaftungsintensität eine wichtige Rolle. Im Falle der Schafweiden sollten *Psophus stridulus*-Biotope lediglich als Triebweiden genutzt werden, wobei der Schwerpunkt der Weidetätigkeit im Frühjahr liegen und mindestens alle zwei Jahre durchgeführt werden sollte. Bei maschineller Pflege ist besonders auf die Wacholder- und Kiefernverbuschung zu achten. Die Entholzung sollte im Winter, die Mahd der Flächen im Herbst durchgeführt werden, wobei einzelne Teilbereiche stehen gelassen werden sollten (Rotationsmahd/-weide).

Ein anderes Bild ergibt sich, wenn man die Problematik der Wacholderheidenverbuschung naturschutzstrategisch betrachtet. Angesichts der verbliebenen Flächen ist eine mechanische Pflege gesamtwirtschaftlich nicht realisierbar. Sie sollte auf die vegetationskundlich und tierökologisch empfindlichsten Flächen beschränkt bleiben oder lediglich ergänzend (z.B als Vorabpflege zur Entbuschung) eingesetzt werden. Eine großflächige Bewirtschaftung der Wacholderheiden ist nur durch Schafbeweidung (eventuell zusätzlich mit Ziegen in der Herde!) zu leisten. Die Parzellierung und Streulage der verbliebenen Reste bereitet dabei große Schwierigkeiten. Die Beweidung ist nur im Rahmen eines Verbundsystems sinnvoll durchzuführen. Dies wäre - bei richtiger Konzeption der Verbindungs- und Vernetzungsstrukturen - auch im Sinne der populationsökologischen Anforderungen vieler Tier- und Pflanzenarten.
Wie bereits erwähnt, hat die Umsetzung der angestrebten Pflegeempfehlungen nachhaltige Folgen für andere Tierarten der Wacholderheidenzönose.

So sind z.B. der Kleine Schlehen-Zipfelfalter (*Satyrium acaciae*), der Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spini*) oder der Segelfalter (*Iphiclides podalirius*) von den vorgeschlagenen Pflegemaßnahmen nachhaltig betroffen. Alle drei Arten benötigen xerothermophile Krüppelschlehen- bzw Kreuzdornbestände in kalkreichen Magerrasengebieten. Der beschriebene *Psophus stridulus*-Optimalbiotop steht den Biotopanforderungen der genannten Arten entgegen. Es muß damit gerechnet werden, daß bei Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen, mit dem Verschwinden anspruchsvoller Saumarten zu rechnen ist.
Die angeführten Beispiele verdeutlichen, welche Grenzen Einzelartenschutzkonzepten gesetzt sind. Trotzdem müssen die Entwicklungsziele an einzelnen, anspruchsvollen, gefährdeten bzw. wertgebenden Arten formuliert werden. Der Abgleich der divergierenden Biotopanforderungen kann letztlich erst am Ende einer Untersuchung von den jeweiligen Fachpersonen gemacht werden.
Der Schutz und der Erhalt anspruchsvoller Arten verschiedener Anspruchstypen im gleichen Gebiet ist letztlich nur über ausgedehnte Schutzzonen zu erreichen. In großen, weitläufigen Gebieten, ist ein ausgeglichenes Verhältnis verschiedener Habitattypen (offene Bodenstellen, niederwüchsige, schwach und stark versaumende Bereiche) zu erhalten, nur dort können auch die Ansprüche von Arten mit großen Minimumarealen dauerhaft befriedigt werden. Dieses Ziel muß bei den zukünftigen Schutzbemühungen an oberster Stelle stehen. Durch die Erstellung von flächenbezogenen Pflege- und Entwicklungskonzepten, unter Berücksichtigung traditioneller Bewirtschaftungsformen, auf der Basis von Einzelartenschutzprogrammen anspruchsvoller / wertgebender Arten, kann ein langfristiger Schutz erreicht werden.

Verfasser
Matthias Buchweitz
Unteraicher Str. 47
70567 Stuttgart-Möhringen

Literatur

BEGON, M. (1979): Investigating animal abundance: capture-recapture for biologists. - 97 pp; E. Arnold, London.

BUCHWEITZ, M. (1992): Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke *Psophus stridulus* (L. 1758) (Orthoptera: Saltatoria) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. - Unveröff. Diplomarbeit der Universität Hohenheim, 117 S.

BUCHWEITZ, M. & WALTER, R. (1992): Individualmarkierung von Heuschrecken - ein Erfahrungsbericht. - Articulata 7: 55-61; Erlangen.

DETZEL, P. (1991): Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera). - Dissertation Univ. Tübingen, 365 S.

DETZEL, P. (1992): Rote Liste der Heuschrecken und Grillen (Saltatoria) sowie Fangschrecken (Mantodea) von Baden-Württemberg. In: Arten- und Biotopschutzprogramm Baden-Württemberg, Bd.1; Hrsg. L.f.U. Ba.-Wü.

DETZEL, P. & DÖLER, H.-P. (1990): Heuschreckenvorkommen im Oberen Donautal. - Articulata 5 (2): 13-29; Erlangen.

DÖLER, H.-P. (1991): Pflege- und Entwicklungsplanung NSG "Haarberg-Wasserberg", BNL Stuttgart, 34 S. + Anhang.

FISCHER, H. (1950): Die klimatische Gliederung Schwabens auf Grund der Heuschreckenverbreitung. - Bericht der Naturforsch. Ges. Augsburg 3: 65-95.

HARZ, K. (1960): Geradflügler oder Orthopteren (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera). - In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 46.Teil., 231 S.; (Fischer), Jena.

HEMPEL, W. & H.SCHIEMENZ (1963): Ökologische Untersuchungen der Heuschreckenfauna (Saltatoria) einiger xerothermer Biotope im Gebiet von Meißen. - Archiv f. Naturschutz u. Landschaftsforschung 3 (2): 117-138.

HERMANN, G. (1992): Tagfalter und Widderchen - methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. - In: Trautner, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen [BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991], Ökologie in Forschung und Anwendung, 5: 219-238; (Markgraf), Weikersheim.

HESS, R. & RITSCHEL-KANDEL, G. (1989): Oedipoda germanica (Rotflügelige Ödlandschrecke) in Unterfranken. - unveröff. Schlußbericht im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umweltschutz; 86 S..

HORN, H. (1980): Zur Ökologie epigäischer Arthropoden xerothermer Habitatinseln, untersucht am Beispiel der Sandhauser Dünen. Diss. Univ. Heidelberg.

HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. - Forschungszentrum Jülich GmbH, Berichte aus der ökologischen Forschung 1: 277 S.

ILLICH, I. & N. WINDING (1989): Aut-und Synökologie der Feldheuschrecken (Acrididae: Orthoptera) einer subalpinen/alpinen Almweide (Gasteinertal, Hohe Tauern, Österreich): Habitat und Nahrung. - Zool. Jb. Syst. 116 (2): 121-131.

JÜRGENS, K. & REHDING, G. (1992): Xerothermophile Heuschrecken (Saltatoria) im Hegau - Bestandssituation von *Oedipoda germanica* und *Calliptamus italicus*. - Articulata 7: 19-38.

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. - 461 S.; (Ulmer), Stuttgart

KIECHLE, J. (1991): Zur Verbreitungssituation und Ökologie des Weißrandigen Grashüpfers *Chorthippus albomarginatus* (DE GEER 1773) in Baden-Württemberg - unveröff. Auftragsarbeit der L.f.U. Ba.-Wü., 73 S..

KÖHLER, G. (1987a): Die quantitative Erfassung von Feldheuschrecken. (Saltatoria: Acrididae) in zentraleuropäischen Halbtrockenrasen - Ein Methodenvergleich. - Wiss. Zeitschr. Friedrich-Schiller-Univ. Jena; Naturwiss. Reihe; 36(3): 375-390.

KÖHLER, G. (1987b): Die Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) im Mittleren Saaletal um Jena (Thüringen) - Bestandsaufnahme und Faunenveränderung in den letzten 50 Jahren. - Wiss. Zeitschr. Friedrich-Schiller Univ. Jena, Naturwiss. R. 36 (3): 391-435.

KÖHLER, G. (1988): Zur Heuschreckenfauna der DDR - Artenspektrum, Arealgrenzen, Faunenveränderung (Insecta, Orthoptera: Saltatoria); Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Tierkde. Dresden 16 (1): 1-21.

KÖHLER, G. & BRODHUN, H.-P. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik zentraleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera). - Zool. Jb. Syst. 114: 157-191; Jena.

KRIEGBAUM, H. (1988): Untersuchungen zur "Lebensgeschichte" von Feldheuschrecken (Acrididae, Gomphocerinae): Fortpflanzungsstrategie und akustisches Verhalten im natürlichen Habitat. - Diss. Univ. Erlangen-Nürnberg; Nat.wiss. Fak.; 98 S.

KRIEGBAUM, H. (1989): Heuschreckenpopulationen als mögliche Indikatoren bei der Prüfung anthropogener Umwelteinflüsse. - Articulata 4: 11-20.

MADER, H.J. (1985): Welche Bedeutung hat Vernetzung für den Artenschutz ? - Schr. R. Deutscher Rat für Landschaftsspflege 46: 631-634.

MATTERN, H., WOLF, R. & MAUK, J. (1980): Heiden im Regierungsbezirk Stuttgart - Zwischenbilanz im Jahre 1980. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51/52: 153-165; Karlsruhe.

MERKEL, E. (1979): Feldheuschrecken auf trockenen Sandböden. - unveröff. Diplomarbeit Universität Erlangen-Nürnberg; 61 S..

MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1955): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. - Veröffentlichungen der Bundesanstalt für Landeskunde (Zweite Lieferung); 258 S.; Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde Remagen.

MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie.- 430 S.; Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 2. Aufl..

OSCHMANN, M. (1969): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Orthopteren im Raum von Gotha. - Hercynia N.F. 6: 115-168.

REMMERT, H. (1978): Ökologie. - 269 S.; (Springer), Berlin.

REICH, M. (1991): Struktur und Dynamik einer Population von Bryodema tuberculata (Fabricius, 1775) (Saltatoria, Acrididae).- Diss. Univ. Ulm; 105 S.

RICHARDS, O. W. & WALOFF, N. (1954): Studies on the Biology and Population Dynamics of British Grasshoppers. Anti-Locust Bulletin 17; Brit. Mus. (nat.Hist.): 1-182.

RIETZE, J. & RECK, H. (1991): Untersuchungen zur Besiedelung der Verkehrsnebenflächen des Autobahnkreuzes Stuttgart durch Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) mit besonderer Berücksichtigung der Dispersion der Großen Goldschrecke (Chrysochraon dispar). - Articulata 6(1): 91-119.

SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. - Zool. Jb. Syst. 104: 433-488.

SCHIEMENZ, H. (1966): Die Orthopterenfauna von Sachsen. - Faun. Abh. Staatl. Museum f. Tierkde. Dresden Nr.29 (H.7): 337-366.

TAUSCHER, H. (1982): Zur Biotopbindung der postembryonalen Entwicklungsstadien der Feldheuschrecke *Oedipoda caerulescens* (L. 1758) (Orthoptera: Acrididae). - Dissertation Universität Wien.

WALTER, R. (1992): Untersuchungen zur Mobilität und zum Habitat von *Platycleis albopunctata* (GOEZE 1778) (Orthoptera, Ensifera). - Unveröffentlichte Diplomarbeit der Universität Hohenheim, 94 S.